

剩余污泥与餐厨垃圾协同厌氧消化研究进展

张星星¹,焦彭博¹,杨汇莹¹,吴睿敏¹,李咏梅²,马黎萍^{1*} (1.华东师范大学生态与环境科学学院,上海 200241; 2.同济大学环境科学与工程学院,上海 200092)

摘要: 为了推进污水厂剩余污泥与餐厨垃圾协同厌氧消化在工程规模中的应用,提高其能源回收率,系统分析了协同厌氧消化机制、产物类型及其主要的影响因子,综述了协同厌氧消化中直接种间电子传递作用的重要研究进展,并展望了协同厌氧消化的未来研究方向,包括开发高效经济的原料预处理方式,表征基质降解特性,基于多组学联用技术理解微生物代谢调控,缓解消化体系中潜在抑制剂影响,原位耦联其他种类废弃物进一步提升消化性能和稳定性,以期城镇有机固体废弃物的高效能源回收提供指导。

关键词: 剩余污泥; 餐厨垃圾; 协同厌氧消化; 影响因子; 直接种间电子传递; 多种废弃物协同消化

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2022)05-2179-16

Recent advances in anaerobic co-digestion of excess sludge and food waste. ZHANG Xing-xing¹, JIAO Peng-bo¹, YANG Hui-ying¹, WU Rui-min¹, LI Yong-mei², MA Li-ping^{1*} (1.School of Ecological and Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China; 2.School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China). *China Environmental Science*, 2022,42(5): 2179~2194

Abstract: In order to promote the industrial-scale application of anaerobic co-digestion (AcoD) of sewage excess sludge (ES) with food waste (FW) and enhance its energy recovery efficiency, this study systematically summarized the mechanisms of AcoD process, the distribution of co-digestive products and the factors that may affect the AcoD performance, the important research advances of direct interspecific electron transfer in AcoD were then reviewed, followed by the novel perspectives of AcoD process were proposed, such as developing efficient and economic methods for feedstock pretreatment, characterizing substrates degradation, understanding metabolic regulation by omics technologies, mitigating the effect of potential inhibitors in the AcoD systems, and in-situ coupling with other wastes, to improve digestion performance and stability. This study may provide a guidance and reference for efficient energy recovery of urban organic solid wastes.

Key words: excess sludge; food waste; anaerobic co-digestion; influencing factors; direct interspecies electron transfer; co-digestion of multiple wastes

剩余污泥(ES)和餐厨垃圾(FW)是城市有机固体废弃物(OFMSW)的重要组成。截止 2019 年底,我国 ES 产生量已超 5000 万 t/a,2025 年前预计将增至 6500 万 t/a^[1]。而我国 FW 每年增长 6.16%,到 2026 年预计 FW 产生量将增至 1.8 亿 t/a。如何安全、经济、环保的处置数量庞大的固体废弃物是我国面临的重要挑战。

厌氧消化(AD)技术能够实现有机固废的减量化、稳定化和资源化,并将其转化为甲烷(CH₄)、氢气(H₂)和有机酸等能源物质,同时沼渣可用作肥料或土壤调理剂^[2]。然而,有机固废中 ES 具有的难降解、低碳氮比(5~10)和低营养元素的特性,导致其消化速率缓慢、有机物降解不彻底以及 CH₄ 产率低^[3-4]。FW 厌氧消化过程中虽有机物能够快速水解,相比污泥消化过程 CH₄ 得率明显提高,但短链脂肪酸的大量积累易引起消化系统酸化,导致消化不稳

定甚至体系崩溃^[5]。

近年来,ES 和 FW 协同厌氧消化(AcoD)技术能够更加稳定高效的实现废弃物减量化和资源化,具备稀释废物有毒物质、提升高值消化产物产量、改善营养元素均衡性和增强微生物协同效应等突出优势,因此被认为是改良厌氧消化的前景性技术^[6-8]。

尽管 AcoD 体系增强了消化效率和稳定性,但仍无法突破产酸的热力学屏障,导致其消化效率无法进一步提升^[9]。最近报道了厌氧消化过程存在直接种间电子传递(DIET)的突破性发现,即产甲烷古菌通过直接的电子传递接受来自有机物氧化菌释放的电子,将二氧化碳(CO₂)直接转化为 CH₄,继而促进电子流向产 CH₄ 过程同时加速底物高效

收稿日期: 2021-10-19

基金项目: 国家重点研发计划项目(2019YFC1905000)

* 责任作者, 研究员, lpma@des.ecnu.edu.cn

定向转化^[10-11].

当前国内外对 AcoD 工艺的关注和研究较多,在此基础上较为全面的总结提炼对学界推进和改良 AcoD 工艺以实现高效定向转化至关重要.鉴于此,本文综述了基于 ES 和 FW 的 AcoD 最新研究进展,总结了 AcoD 机制和产物特性,重点介绍了影响 AcoD 性能的关键因子,分析了 AcoD 体系中 DIET 机理和应用,最后对 AcoD 技术未来研究方向进行展望.

1 协同厌氧消化机制及产物类型分析

1.1 协同厌氧消化机制

AcoD 过程可分为 4 个连续的底物降解阶段:水解、酸化、产氢产乙酸和产 CH_4 阶段(图 1)^[12-14].首先,ES 和 FW 增溶产生的溶解性多糖、蛋白质和脂质等在水解菌群分泌的水解酶、蛋白酶和脂肪酶作用下,形成单糖、氨基酸、甘油和长链脂肪酸(LCFAs)等.即经历第一步水解阶段,其中复杂难降解有机物是此时底物转化的限速步骤^[15].第二步是酸化阶段,

水解后的单体发酵成短链脂肪酸(如乙酸、丙酸、丁酸和戊酸等)和醇类.酸化是 AcoD 反应速率最快的步骤,因此极易导致挥发性脂肪酸(VFAs)的累积和 pH 值下降,如果消化体系缓冲能力不足且有机负荷率高将直接导致 AcoD 系统酸化并且抑制产甲烷菌代谢^[16-17].第三步是产氢产乙酸阶段,产氢产乙酸菌能够降解乙醇和 VFAs 等转化为乙酸、 H_2 和 CO_2 ,而耗氢同型产乙酸菌将 H_2 和 CO_2 还原为乙酸.第四步是产 CH_4 阶段, CH_4 主要由乙酸营养型甲烷化和氢营养型甲烷化两种途径产生^[18].在乙酸营养型途径中,乙酸营养产甲烷菌将乙酸转化为 CH_4 和 CO_2 .在氢营养型途径中,氢营养产甲烷菌将 H_2 和 CO_2 转化为 CH_4 .由于地区饮食习惯的差异导致 FW 的成分不尽相同,这也造成消化原料中有机大分子种类和含量的差异,同时也影响了产 CH_4 途径.在富含碳水化合物和脂肪的底物厌氧消化过程中,乙酸营养型是最主要的产 CH_4 途径,而富含蛋白质的底物厌氧消化过程中,氢营养型产甲烷菌占主导^[19].最终 AcoD 会产生含 CH_4 、 CO_2 、 H_2 和硫化氢等气体的沼气.

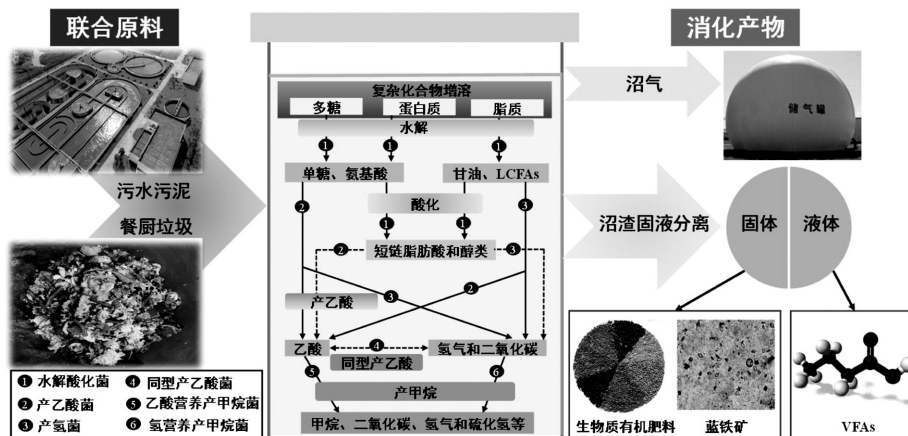


图 1 ES 与 FW 协同厌氧消化机制及产物类型示意

Fig.1 Schematic diagram for the mechanisms of AcoD process and the distribution of co-digestive products

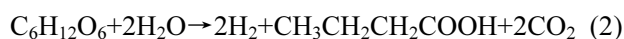
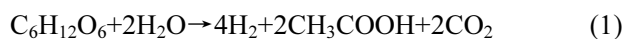
1.2 协同厌氧消化产物类型

有机物在 AcoD 体系中降解转化主要形成有机酸和沼气等高值产物,沼渣可作为生物肥料实现进一步的资源化利用.另外,从 AcoD 体系中获取蓝铁矿回收磷资源也具备较好的应用价值(图 1).

1.2.1 VFAs VFAs 是 AcoD 酸化阶段和产氢产乙酸阶段的重要中间产物,是一种清洁高值的可再生资源.VFAs 可作为生物脱氮的碳源以及生产生物柴油、微生物燃料电池发电和合成复合聚合物的重要

原料^[13].VFAs 通过产酸菌催化的一系列生化反应合成.首先,产酸菌将水解产物单体转化成乙酸、丙酸、丁酸、醇、 H_2 、 CO_2 和其他产物;其次,丙酸、丁酸、醇类和 CO_2 通过还原质子产乙酸途径或同型产乙酸途径进一步转化为乙酸^[20].通常,乙酸、丙酸和丁酸是产酸发酵的主要产物^[21].产酸代谢途径一般可分为:(1)乙酸-乙醇型,(2)丙酸型,(3)丁酸型,(4)混合酸型,(5)乳酸型和(6)同型产乙酸型^[13].有机物产酸发酵代谢途径见图 2.

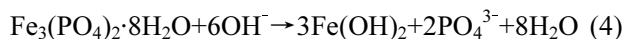
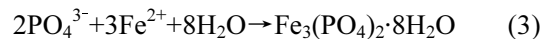
能, H_2 产率随 FA 浓度的增加而增加. FA 促进胞裂释放的胞内组分为后续的产氢提供更多底物, FA 主要抑制了耗氢代谢而对水解和产乙酸途径无显著影响^[33]. 因此, AcoD 体系中 FW 丰富的蛋白质水解释放的 FA 可能会促进产氢发酵, 但应合理调配 FW 和 ES 的进料比例, 避免过高浓度 FA 对微生物产生毒害抑制作用.



1.2.3 有机肥料 AcoD 产生的固体沼渣可作为生物肥料用于土壤修复和肥力提升^[34]. 优质土壤肥料的典型参数是碳氮比, 因此可通过预处理进料改善沼渣碳氮比以提升沼渣肥料性能^[35]. Tampio 等^[36]对比了高压蒸汽处理和未处理 FW 的沼渣肥料特性, 发现 FW 高压蒸汽预处理(160℃, 6.2bar)促进了美拉德化合物的形成, 处理后的沼渣土壤改良效果更佳. Grigatti 等^[37]认为好氧堆肥对沼渣氮和磷的表现回收率影响较小, 而在干式消化过程中控制底物碳氮比能够有效提升沼渣中氮的表现回收率. Ma 等^[38]将真菌预处理后的 FW 沼渣作为生物肥料, 分离出的高浓度有机物沼液进一步与 ES 进行消化, 最终获得氮和磷含量丰富的生物肥料. 然而, OFMSW 沼渣可能含重金属、病原体和虫卵等潜在土壤污染物质, 因此在作肥料用途时必须满足生物安全和卫生质量要求.

1.2.4 蓝铁矿 从 OFMSW 中回收如氮和磷等物质能够缓解资源匮乏和获得可观的经济收益. 相比传统的鸟粪石法回收磷, 从 AcoD 系统回收稳定的磷—铁晶体蓝铁矿($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$)具备明显的经济价值优势(蓝铁矿 10000 欧元/t, 鸟粪石 500 欧元/t)^[39-41]. pH 值是影响蓝铁矿回收磷的关键环境因子^[39]. 蓝铁矿形成的有效 pH 值范围是 7.0~9.0, 同时 PO_4^{3-} 和 Fe^{2+} 从发酵物中有效分离释放并结合形成蓝铁矿沉淀, 见反应式(3). 然而, 随着 pH 值的升高 PO_4^{3-} 浓度也显著增加, 这可能是由于 $Fe(OH)_2$ 的形成与蓝铁矿竞争 Fe^{2+} 并促进 PO_4^{3-} 的释放, 见反应式(4)^[39]. Cao 等^[39]证明 pH 值介于 6.0~9.0, 初始 $PO_4^{3-} > 5\text{mg/L}$ 和铁/磷摩尔比为 1.5 有利于合成蓝铁矿, 而在 pH 值为 3.0 时投加 $FeCl_3$ 更利于释放 ES 中 Fe^{2+} 和 PO_4^{3-} , 同时回收高纯度(~93.7%)的蓝铁矿. Wu 等^[40]发现相比单独添加 FW 或 $FeCl_3$ 至 AcoD 体系以回收蓝铁矿, 联合

投加 FW 和 $FeCl_3$ 可生物自调节 pH 值和提高有机物浓度, 从而提高 Fe^{3+} 还原率和酶活性. 另外, 还发现污泥停留时间(SRT)与 Fe^{2+} 和 PO_4^{3-} 释放率密切相关. FW 的添加不仅可以提供充分的有机底物、提高微生物活性和 VFAs 产率, 而且可以降低 pH 值、促进 Fe^{2+} 和 PO_4^{3-} 的释放^[41]. 因此 FW 和 ES 的 AcoD 能够有效帮助提升磷回收率.



2 协同厌氧消化影响因子

2.1 原料配比

原料配比是影响 AcoD 体系稳定性和 CH_4 产量的关键因子. 不同的原料配比将导致消化体系养分含量、碳氮比和有机物组成差异. ES 中主要含氮和微量元素, 但可生物降解有机物含量较低, 导致生物产 CH_4 潜能不足. 相反, FW 中的糖类等可生物降解有机物含量丰富且易通过厌氧途径转化为 CH_4 . 因此, 提高 FW 在原料中的配比能够有效提升 AcoD 体系 CH_4 产量. Jang 等^[2]的研究表明, 逐步提高 FW 在原料中的混合比, CH_4 得率和 CH_4 含量显著增加, FW:ES(v:v) 为 75%:25% 时 AcoD 体系产 CH_4 性能最优. 类似地, Cheng 等^[42]考察了改变 FW 与 ES(v:v) 混合比对 AcoD 体系影响, 发现高 FW 混合比下 AcoD 体系产 CH_4 量较高, 产 CH_4 性能在 FW:ES(v:v) 为 75%:25% 时达到峰值. 然而, 也有报道称提高 ES 的原料配比利于 AcoD 体系产 CH_4 . Prabhu 等^[43]发现相比 1:1、1.5:1、2:1 和 1:1.5(FW:ES, v:v) 的原料配比, FW:ES 为 1:2 时沼气产量最高(823 mL/gVS). Pan 等^[44]对比了 FW:ES(v:v) 的 7 种对比对 AcoD 性能的影响, 认为 FW:ES 比为 0.5:0.5 时 CH_4 产率最高, 同时与单一 ES 消化相比, 滞后期显著缩短(0.18d), 水解速率显著增加(0.33/d), CH_4 产率提升了 4.59 倍((50.3±10.4) mL/(gVS·d)). 这种较优原料配比的差异可能与厌氧消化运行模式、消化器类型和容积、原料化学组成及接种微生物/原料比有关. 因此, 对于不同的 AcoD 体系, 可以通过调整原料的总固体含量或碳氮比来确定最佳原料配比.

2.2 碳氮比

AcoD 体系适宜的进料碳氮比对于维持厌氧消化微生物代谢活性十分重要, 因此碳氮比是提高

AcoD 工艺性能的主要因素.一般,碳氮比在 20~30 范围内能够满足 AcoD 体系厌氧微生物对养分含量平衡的需求^[45].原料的碳氮比主要受 ES 和 FW 的化学成分和配比影响,其值低于或高于最佳范围时可能导致 AcoD 体系运行不稳定和沼气产量下降.一方面,高碳氮比的联合底物可能引起 AcoD 体系 VFAs 大量积累、pH 值和缓冲能力下降,进而抑制产 CH_4 作用.另一方面,虽然低碳氮比的联合底物使得 AcoD 体系具有较强的缓冲能力,但原料中丰富的蛋白质水解释放高浓度氨可能毒害厌氧消化微生物,有报道称在原料碳氮比为 7.1 时厌氧消化丙酸产量极低^[13].Azarmanesh 等^[6]研究发现在碳氮比为 8~19.7 范围内,沼气产量与其呈线性相关,并认为碳氮比是影响 AcoD 体系沼气生产的关键因素.Li 等^[32]研究了 FW 和 ES 的 AcoD 生产 H_2 和 VFAs,发现联合基质通过提供适宜的碳氮比(15~23)和 pH 值(6.1~6.5)有效富集了产酸菌和产氢菌,从而提高了 VFAs 产量和 H_2 含量.因此,在分析联合基质化学组分特性基础上调整原料配比获得适宜的进料碳氮比,有利于提升 AcoD 体系发酵性能和底物利用率.

2.3 油脂

FW 中通常含一定量的油脂((17.5±6.6)%),据报道,油脂厌氧消化产 CH_4 潜力(1014L/kgVS)远高于碳水化合物厌氧消化产 CH_4 潜力(如葡萄糖为 370L/kgVS)^[46-47].值得注意的是,原料中较高含量的油脂可能会覆盖在厌氧消化微生物表面影响传质导致细胞功能丧失,同时油脂水解生成的 LCFAs 会破坏细胞膜并降低细胞通透性,从而影响细胞缓冲能力.另外,油脂粘附生物质引起起泡和生物质浮选,也会降低 AcoD 效率.LCFAs 能够抑制产甲烷菌代谢,其中乙酸营养型产甲烷菌对 LCFAs 最敏感,同时 LCFAs 也可能抑制氢营养型和互营型产甲烷菌^[48].高温消化体系中 LCFAs 引起的抑制比中温消化体系更加显著,这可能是由于高温提升了 LCFAs 溶解度^[49].AcoD 体系中 FW 配比以及 OLR 较高时会引起 LCFAs 的积累,当 LCFAs 浓度在 130~1000mg/L 时会对 AcoD 过程产生抑制,因此有必要监测 AcoD 体系 LCFAs 含量防止油脂抑制^[50].鉴于 LCFAs 通过 β 氧化分解为乙酸和氢气的过程缓慢复杂,为减轻 LCFAs 对 AcoD 体系的潜在抑制,可向消化器中投加阳离子和天然吸附剂(如膨润土、沸石等)

或与含阳离子的废弃物进行协同消化^[51-53]、构建 DIET 富集互营 LCFAs β -氧化菌增强产 CH_4 作用^[46]、对 FW 进行预处理(如微波)^[54]及适当增加 ES/FW 混合比稀释 FW 中油脂浓度.

2.4 盐分

FW 和 ES 中较高浓度的盐(如钙、镁、钾和钠)会增大细胞外液渗透压造成细胞脱水从而抑制微生物生长并降低 AcoD 中的 CH_4 产量^[55].盐(如 NaCl)主要存在于食物中,NaCl 在 FW 中的含量一般为 (2~5)%,其值可能因地区不同有显著差异^[55-56].盐度在适宜范围内能够提升厌氧消化相关酶反应活性,维持和调节微生物生长所需的渗透压平衡.0.1~0.23gNaCl/L 的盐度有利于中温厌氧消化菌和乙酸营养型产甲烷菌的代谢生长^[57].然而,盐度较高则会导致沼气产量下降,甚至厌氧消化系统崩溃.2~5gNaCl/L 范围内盐度能够提高 FW 厌氧消化水解和酸化程度,却会抑制产 CH_4 作用^[56].当盐度 >10gNaCl/L 将严重抑制产甲烷菌活性,盐度达到 50gNaCl/L 时将同时抑制产酸菌活性^[58].然而,高盐度却能够影响乳酸向 VFAs 的转化,造成乳酸的积累^[59].Kim 等^[60]证实 10.14gNaCl/L 盐度胁迫下改变了微生物代谢途径,提高了乳酸的产量同时抑制丁酸生产.Li 等^[59]发现 AcoD 体系中高浓度盐能够有效提高乳酸产量,在 10gNaCl/L 时乳酸产量显著增加,而在盐度达到 30gNaCl/L 时获得了光学纯乳酸.乳酸含量的增加可能与高盐度提高了底物增溶作用、水解酶活性和乳酸菌丰度有关.

2.5 预处理方式

AcoD 中复杂化合物经水解获得单糖、氨基酸和 LCFAs 等小分子化合物,为产酸和产 CH_4 提供充足底物.加快原料水解是提高 AcoD 生物降解性和能量回收的重要前提,现有研究普遍对基质进行预处理加快底物降解,常用的预处理方式有酸、碱、热、微波和水解酶(真菌)等^[18,59,61-62].

2.5.1 酸和碱 酸和碱预处理是指向基质中加入酸性或碱性物质,通过皂化作用破坏细胞壁,释放可溶性有机物,同时水解胞外聚合物,增加底物的生物可降解性^[63].Devlin 等^[64]发现使用 HCl 在 pH 值 2.0 下处理 ES 有效缩短了 CH_4 生产周期且 CH_4 产量提高了 14.3%.Wu 等^[65]认为酸预处理 ES 能够同时高效回收磷和 VFAs,酸预处理后的 VFAs 产量较对照

组增加了 15.3 倍.Saha 等^[66]研究了乙酸预处理 FW 对 CH₄ 产量影响,结果表明在 62.5℃ 下利用 0.2mol/L 乙酸预处理 30min 后 FW 的最大糖类回收率达 95%,这是因为乙酸预处理 FW 提高了微生物附着性和基质可利用性,从而增强了产甲烷菌活性并提高了 CH₄ 产率.Cao 等^[67]的研究表明 ES 经 NaOH 处理 (pH=10) 后消化液含较高的可溶性有机物,但主要是难生物降解有机物,如高复合组分、高分子蛋白质和多糖.Elalami 等^[68]证实 KOH(5g/TS) 预处理提高了 AcoD 的 CH₄ 产量(~40%),并且增加了沼渣中氮和磷含量,因此碱性预处理结合 AcoD 有利于最大限度地提高资源回收率和生产生物肥料.另外,CaO₂ 预处理 ES 能够提高 CH₄ 产量,当用 0.1g/gVS-CaO₂ 辅助微波(480W,2min) 预处理时,累积 CH₄ 量比对照增加 80.2%^[69].CaO₂ 的强氧化性和碱性可以有效破坏胞外聚合物和细胞壁,促进难降解有机物或有毒污染物的降解.Wang 等^[70]的研究表明随 CaO₂ 剂量的增加 CH₄ 产量也线性增加,CaO₂ 预处理促进了不饱和共轭键的断裂,降低了腐殖质和木质纤维素的芳香性,改变了腐殖质和木质纤维素的结构和官能团,使其转化为可生物降解的物质,从而为后续的 CH₄ 生产提供更多的基质.酸和碱预处理是常见的化学处理方式,添加酸或碱可避免消化系统对温度的依赖,但由于其对 pH 值和设备防腐蚀的要求较高,并且处理后的污泥需要重新中和,因此酸碱预处理在工程应用时受到一定限制.

2.5.2 热水解 热水解通过强化难降解化合物的增溶作用提高 CH₄ 产量,基质通常在 160~180℃、压力 600~2500kPa 条件下分解 30~60min.热水解能够破坏基质的细胞壁/膜,释放胞内可溶组分并将絮体和胞外聚合物分解为可溶的小分子化合物.Gong 等^[4]研究了温度和 pH 值对 AcoD 体系(以 FW 和热水解 ES 为原料)产酸发酵影响,结果表明 pH 值为 7 的中温环境提高了混合酸产量,而碱性(pH=10)中温以及中性(pH=7)高温条件促进了丁酸积累.Li 等^[62]发现单一 FW 热水解与 ES 进行 AcoD 有利于乳酸生产,预处理缩短了乳酸最大产量的发酵时间.乳酸产率的提高与热水解加速底物增溶和水解有关,同时改变了芽孢杆菌和乳酸菌等关键微生物的比例.Ma 等^[71]证实了热水解 FW 能够提高发酵微生物及酶的活性,糖类、脂质和木质纤维素更易降解,芽

孢杆菌是参与有机物降解的优势菌属.另外,碱预处理常与热预处理相结合,形成热-碱联合预处理.该方式结合了热和碱预处理的优点并且发挥协同效应.Toutian 等^[72]研究了热-碱联用预处理后 ES 的消化性能,在 65~70℃ 下添加 NaOH 溶液(50%w/w,1~ 2.5mL ES)处理 ES 达 2~2.5h,发现热-碱预处理后 ES 的平均 CH₄ 产量相比仅热预处理 ES 提高了 20%,体现了热-碱联用预处理在提高能源回收方面的优势.

2.5.3 微波 微波是一种低能耗、高效率的预处理方式,能够促进 FW 和 ES 的分解、灭活部分非消化微生物、提高消化效率和稳定性^[73].由于微波加热能够通过热效应和非热效应协同破坏细胞,因此微波预处理显著缩短了消化时间^[54,74].Yue 等^[54]为减轻油脂对 FW 消化的抑制和促进 CH₄ 生产,采用微波加热对油脂和 FW 进行预处理.结果表明,微波预处理通过热效应促进脂质混合、固体溶解和分解,从而促进了脂质降解,降低了脂质和大分子脂肪酸的积累,继而提高了 CH₄ 的产率.Liu 等^[74]以 FW 和 ES 为联合基质,发现微波预处理显著促进了有机物分解同时提高了 VFAs 浓度和 CH₄ 产量.

2.5.4 酶 与物理和化学等预处理相比,酶预处理具有较好的特异性:生物反应简单、能量需求低和环境友好性高^[75],但相对成本较高.因此,为降低酶处理成本,研究人员从 FW 中原位提取高效水解酶以替代昂贵的商品酶^[38,76-77].Yin 等^[61]从蛋糕废弃物中提取富含水解酶的真菌对 FW 和 ES 联合基质进行预处理,发现酶预处理的混合基质 CH₄ 产率是对照组的 2.5 倍,生物质体积也减少 54.3%.Ma 等^[77]认为真菌酶能够快速水解原料,从而实现零固体排放和资源回收,并且探究了集合超快速水解与 FW 消化、微生物燃料电池、AcoD 和生物肥料生产的可行性.因此,酶预处理可以成为增强 FW 水解和提高生物能源生产效率的前景技术.

综上,在 ES 和 FW 协同厌氧消化前进行预处理是提高消化效率和能源回收率的有效策略.然而,许多预处理方式主要应用在 FW 或 ES 的单一底物处理过程中,如酸和碱主要用于 ES 预处理,热水解主要用于 FW 或 ES 预处理,而针对混合原料(FW+ES)的预处理方式仍需进一步研究和优化.另外,预处理的能耗和经济成本可能削弱甚至抵消其带来的高能源回收优势,因此在选择预处理方式时应进行综合

的能源回收和经济效益评估。

2.6 搅拌

连续搅拌反应器(CSTR)通常用作厌氧消化器,通过持续搅拌混合实现流体混合物和厌氧微生物的均匀分布,从而提高基质传质和消化效率。但CSTR连续搅拌的运行和维护成本较高,据估计,消化器中混合所需的能量占总能量需求的8%~58%^[78]。因此,为改进消化经济性、提高基质降解率,CSTR采取间歇混合模式能够有效降低能源需求和运行成本,并提高沼气产量^[78-79]。Zhang等^[80]研究了不同混合模式对FW消化产能影响,结果表明,间歇混合(2min/h)能够高效产CH₄且更加节能,为消化系统提供净正热电输出。Wang等^[81]研究了3种间歇混合模式(顶部、中部和底部)对高固体消化性能的影响,发现顶部间歇混合模式能够加速产CH₄过程,所需的消化时间最短,3种间歇混合模式主要影响消化效率而对CH₄累积几乎无影响。Zhang等^[82]评估了间歇混合-活性炭对高温消化产CH₄性能影响,认为活性炭可稳定高温消化过程,间歇搅拌耦合活性炭可以进一步改善产CH₄代谢、增强功能酶基因表达。因此,应持续优化AcoD间歇搅拌混合模式,以最大化减少能耗,同时提高消化效率和资源回收率。

2.7 温度

温度是影响AcoD性能的关键因子。温度主要影响AcoD中的微生物生理生化过程(如代谢率、酶活性、细菌生长和衰亡率)和物理化学(如传质率、气体溶解度和化学平衡)过程^[50,83]。依据不同发酵温度,AcoD过程主要分为中温(30~40℃)和高温(55~60℃)两种。虽然大部分发酵微生物能够在较大范围温度下生存,但不同温度可能影响产酸菌和产甲烷菌的代谢活性。Fernández-Domínguez等^[84]研究了温度对产酸发酵VFAs产量影响,发现35℃时VFAs产量最高(0.59gCOD/gVS),其组分主要有乙酸、丙酸和丁酸(三者之和占比75%~86%)且不受温度变化影响。Cavinato等^[85]同样发现乙酸、丙酸和丁酸是产酸过程的主要VFAs产物,在37℃、水力停留时间(HRT)为4d的条件下VFAs产量最高。Arelli等^[86]研究了中、高温条件对AcoD过程CH₄产率影响,发现在底物比为2:1(FW:ES,VS:VS)和55℃条件下CH₄产率最高(0.42L/gVS),微生物群落分析表明甲烷丝菌属主导古菌群落,宏基因组学研究显示乙酸营养型甲

烷化是产CH₄主要代谢途径。先前的研究同样报道了嗜热产甲烷菌属需要高温环境来应对不断升高的OLR^[8]。最近建立的工程规模消化装置分别在中温和高温下处理FW和ES,结果表明高温AcoD具有较高的CH₄产率^[2,17]。虽然高温AcoD工艺具有底物水解速率快、有机物降解彻底、沼气产量高和病原菌灭活率高等优点,但嗜热产甲烷菌对温度变化较为敏感,且维持高温需要的高能量输入可能会抵消能源回收优势,同时高温工艺稳定性较低。因此在选择中温或高温AcoD时应在稳定性、能源回收率和经济成本等方面进行综合考量比较。

2.8 pH值

pH值是维持AcoD体系稳定性的重要参数。AcoD体系中发酵菌对pH值表现出不同的敏感性,大多数发酵菌能够在pH值为4.0~8.5之间生存,产酸菌敏感性较低,可在pH值为3.0~11.0时发挥代谢功能,而中性pH值(6.5~7.2)利于产甲烷菌的代谢和生长,当pH<5.5(或5)时将严重抑制产甲烷菌活性^[3,50,83]。Lindner等^[87]研究表明,在pH值为5.5时由于较低的微生物氢化酶活性,CH₄产量仅为理论值的40.9%。高生物降解性底物在AcoD体系快速水解引起pH值降低,而维持稳定的pH值体现出消化过程的强缓冲能力。为了提高消化过程pH值的缓冲能力,可添加石灰或含氮物料来进行碱度调节。Wu等^[88]在40℃、HRT为7d下运行AcoD反应器,认为VFAs的高效生产是由于系统强大的缓冲能力维持了适宜的pH值(5.2~6.4)。另外,不同的pH值碱性环境也会影响消化液中可被发酵菌群利用的可溶性底物质量,进而影响有机物消化VFAs类型和浓度。Khatami等^[21]研究了pH值对FW消化工艺VFAs的影响,发现pH=10时主要进行乙酸生产,而pH=5时主要代谢产物是丙酸和乙酸,VFAs的生产与厚壁菌的丰度呈正相关。Jiang等^[22]认为pH值为6.0时VFAs的浓度和产率最高,而乙酸和丁酸是主要的有机酸组分。综上,考虑到产甲烷菌最适pH值为6.8~7.2,因此,调节AcoD体系维持中性或弱碱性pH值6.5~7.5,能够维持产酸和产甲烷菌生长较优环境,实现高效产CH₄。

2.9 水力停留时间(HRT)

HRT是AcoD过程的另一个关键参数,是指底物在消化过程与厌氧微生物接触时间,它直接影响

底物水解效率,同时也影响厌氧微生物的种群结构、底物代谢途径以及沼渣类型和产量.在 CSTR 中通常认为 HRT 等同于 SRT,而且 HRT 也与消化过程 OLR 有关,HRT 越低,OLR 越高.研究发现,在 HRT 为 16~40d、 $OLR < 4.5 \text{ gCOD}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 条件下,厌氧消化系统能够稳定运行.较短的 HRT 通常能够抑制和淘汰产甲烷菌并且促进消化产氢过程^[31].Angeriz-Campoy^[89]报道了高固体 AcoD 高温消化工艺中,在 HRT=1.9d 和 $OLR=66 \text{ gVS}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 条件下 H_2 产量达到 38 mL/gVS .然而,其他研究发现随着 OLR 由 $15.10 \text{ gCOD}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 增加至 $37.75 \text{ gCOD}/(\text{L} \cdot \text{d})$, H_2 产量减少,乳酸浓度增加^[90].因此,在暗发酵产氢过程中需要优化 OLR 和 HRT 来抑制耗氢菌的活性.随着 HRT 的延长,水解效率和 VFAs 产量也随之提高,而较长的 HRT 更有利于产甲烷菌的生长增殖.Wang 等^[7]研究了 HRT 对 AcoD 系统性能的影响并揭示了微生物群落结构的差异和主要的产 CH_4 代谢途径,发现较长 HRT(25d)的 AcoD 系统能够富集互营型 *Syntrophomonas* 和 CO_2/H_2 (甲酸)营养型产甲烷菌,而在 HRT 为 5d 时选择性富集耐酸菌 *Lactobacillus*;同时发现互营乙酸氧化和氢营养型甲烷化是主要的产 CH_4 途径,AcoD 系统内菌群通过生态位分化减少了种间的直接竞争.然而,有研究发现单级 AcoD 体系在较长 HRT(25d)下 CH_4 产率(314 mL/gVS)接近两相 AcoD 体系在较短 HRT(15d)下的 CH_4 产率(325 mL/gVS),这表明 HRT 对发酵体系的影响也与运行模式有关^[91].

2.10 有机负荷(OLR)

OLR 是指单位体积反应器内每天的有机底物量,CSTR 内一般通过调节 HRT 或原料配比来改变 OLR.据报道,OLR 在一定范围内增加有利于系统 VFAs 和 CH_4 的积累,OLR 改变也会影响 VFAs 的类型.Fernando-Foncillas 等^[92]在利用 ES 和 FW 协同消化生产羧酸时发现,提高 OLR 不影响羧酸的总产量,但己酸的产率增加了 44%.De Groof 等^[93]的研究发现在 HRT 为 8.5d、低 OLR($12 \text{ gCOD}/(\text{L} \cdot \text{d})$)下 AcoD 工艺主要为正丁酸发酵,而乳酸发酵主导了高 OLR($20 \text{ gCOD}/(\text{L} \cdot \text{d})$)的 AcoD 体系.也有研究认为 OLR 扰动改变了微生物群落结构,Li 等^[94]发现产酸菌和 VFAs 氧化菌在高 OLR($6 \text{ gCOD}/(\text{L} \cdot \text{d})$)胁迫阶段丰度显著增加,而产 CH_4 主要代谢途径并没有从乙

酸营养型转变为氢营养型,优势氢营养型产甲烷菌的演替降低了体系氢消耗能力同时主导的产甲烷菌 *Methanosaeta* 对乙酸降解性较差,因此消化体系发生恶化.

表 1 总结了近些年 AcoD 系统在不同影响因子作用下的运行效能研究,发现提高 FW 在原料中占比、中性(或弱碱性)pH 值和较长 HRT(15~25d)条件下能够显著提升 AcoD 的 CH_4 产率.

3 协同厌氧消化体系直接种间电子传递研究

AcoD 系统中 CH_4 的生产高度依赖于互营细菌和产甲烷古菌之间的种间 H_2 /甲酸传递(IHFT)作用:互营细菌降解 VFAs 等中间代谢产物并释放电子载体 H_2 (或甲酸), H_2 (或甲酸)则通过扩散作用传递给产甲烷菌^[9].但是,只有在极低的氢分压下,VFAs 在热力学上才适宜降解,因此需要氢营养型产甲烷菌将 H_2 持续转化为 CH_4 ,然而产甲烷菌生长速率缓慢、对环境条件变化敏感等特性影响了消化系统稳定性^[95].因此,加速复杂有机物水解速率及打破产酸热力学屏障,开辟新型产 CH_4 途径成为了提高有机固体废弃物厌氧消化效率和稳定性的关键^[96].

近年来报道了电子转移效率高于 IHFT 的另一种间电子转移方式,DIET,即产甲烷菌群直接接受电子将 CO_2 还原为 CH_4 ^[97-98].Morita 等^[98]在处理啤酒废水的上流式厌氧污泥床首次观察到颗粒污泥具备导电特性,且颗粒污泥的电导率是能进行 DIET 的 *Geobacter sulfurreducens* 和 *Geobacter metallireducens* 共培养体系的 4.4 倍,微生物群落分析表明,*Geobacter* 的丰度约占菌群的 25%,而 *Methanothrix* 是主要的产甲烷菌,这意味着 *Geobacter* 和 *Methanothrix* 之间可能存在 DIET^[98].随后,Rotaru 等^[99]在共培养体系中首次证明了 *Geobacter metallireducens* 和 *Methanosaeta harundinacea* 通过 DIET 将乙醇转化为 CH_4 ,而 *Geobacter metallireducens* 高度表达了乙醇代谢及用以进行胞外电子传递的导电菌毛的相关基因.另外,*Methanosaeta* 通过 DIET 过程获得部分能量时,其增殖速度比基于乙酸为能量来源时更快^[99].因此,建立以 DIET 为优势产甲烷代谢菌群的 AcoD 系统能够加速电子转移,消除 IHFT 固有的热力学限制,获得更加高效稳定的 AcoD 效能.

表 1 不同影响因子作用下 AcoD 系统运行效能研究
Table 1 Performance of the AcoD systems under different influencing factors

运行方式	运行条件						运行效能			体系特性	文献
	预处理方式	混合比 (FW:ES)	温度 (℃)	pH 值	碳/氮 比	HRT (d)	OLR(g/L ·d)	VFAs (g/L)	CH ₄ 产率 (mL/gVS _{基底})		
批次和半连续式	ES 热水解 (155~175℃, 1:1(V:V) 6bar,30min)		35,55	不控、7 和 10	/	4	8.4	1.69~13.02	/	热水解处理后的 ES 和未处理的 FW 在中温(35℃)和碱性(pH=10)条件下 AcoD 以丁酸型发酵为主	[4]
半连续式批次	无预处理	88:12(V:V)	35	5~11	/	9	3.6~32.4	25.93±1.49	/	在 pH=9.0 时 VFAs 产量最高,采取连续脉冲投料聚羟基脂肪酸酯合成率最高(64.5±1.8)%	[23]
厌氧膜生物反应器	无预处理	75:25(TS)	37±2	/	11~17	30,15	1.82~6.58	<0.1	498	高固体厌氧生物膜反应器单一 FW 消化 CH ₄ 产率最高,FW:ES 混合比为 75:25 时产 CH ₄ 性能较优	[42]
半连续式	无预处理	75:25(V:V)	35,55	6.9~7.7	/	20	2.83~8.21	0.77~66.7	103~328	CH ₄ 产率和含量均随 FW 混合比的增加而显著升高,FW 混合比为 75%时中温和高温 AcoD 消化器 CH ₄ 产率和含量达到峰值	[2]
连续式 CSTR	无预处理	4:1(V:V)	35,55	不控	/	2~30	2.76~42.8	14.5	407	高 OLR 条件下产生的高浓度 VFAs 能够有效转化为 CH ₄ 而不发生累积,高温消化过程中蛋白质快速转化为 NH ₄ ⁺ -N 是极端 OLR 下 AcoD 性能稳定的重要原因	[8]
批次	无预处理	1:2,1:5 (V:V)	37	不控	/	/	/	/	264.3	ES 和 FW 协同厌氧消化缓解生物乙醇型发酵的过量酸度,在 1:2 和 1:5(V:V)混合比下,CH ₄ 产量和有机物去除率明显提高,一些能够代谢复杂有机物进行硫还原和带有导电菌毛的产甲烷 DIET 菌属在协同消化系统内有效富集.而在其他混合比下仅检测到产 H ₂ ,并且有机酸和醇的互营代谢被抑制	[28]
批次	85℃热水解 和 5%的 Ca(OH) ₂ 碱性处理 ES	0~100%(TS)	37±1	6.1~6.5	15~23	/	/	2.81	16.43	ES 和 FW 协同厌氧消化相比单一 FW 消化含氢量提高 30%,VFAs 总量也提高 8.4%.响应曲面法估算在 85%FW 混合比和 HRT 为 5.82d 获得最大产 H ₂ 量,在 80%FW 混合比和 HRT 为 18.75d 获得最大产 VFAs 量	[32]
批次	微波预处理 (600W,20min)FW 和 ES	1:1(TS)	37	7.5~8.0	/	/	/	14.83~21.62	186.4~324.86	微波预处理提高了基质的组分溶出量,以及固体和总 COD 去除率,CH ₄ 生产方式由混合酸向丁酸转变,进一步提高了 CH ₄ 产量	[74]
半连续式	无预处理	5:1(VS)	40	5.2~6.4	/	7	9	0.87	/	AcoD 在最优运行条件(FW:ES=5:1、HRT=7d、OLR=9g/(L·d)和 T=40℃)下 VFAs 产量最高,是由于 AcoD 体系强大的缓冲能力维持了适宜的产酸菌 pH 值范围(5.2~6.4),有效地提高了水解率(63.04%)和酸化率(83.46%),但抑制了产甲烷菌活性	[88]
批次	无预处理	2:8(TS)	35	6.8~7.5	/	15,25	0.72~1.80	/	242~325	HRT 对 AcoD 性能的影响与运行模式有关,单级 AcoD 体系与两相 AcoD 体系获得相同的 CH ₄ 产率所需的时间不同.变形菌门主导单级 AcoD 体系,而厚壁菌门主导两相 AcoD 体系,其拥有的丰富菌毛基因和氢化酶基因可用于两相 AcoD 体系中高浓度乙醇和还原性脂肪酸的互营转化	[91]

据报道,在 AcoD 体系中可通过代谢产物刺激(如乙醇)^[28,97,100]和添加导电材料(如生物炭、活性炭、零价铁和石墨等)途径建立 DIET^[9].Zhao 等^[100]提出以乙醇为 DIET 基质的强化微生物丙酸/丁酸互营代谢策略,发现乙醇刺激相比无乙醇投加显著提高了丙酸(5 倍)/丁酸(76 倍)降解率.在利用乙醇型发

酵产物作为基质的消化反应器中,V/A 型 ATP 酶基因和 CO₂ 还原酶关键基因丰度均高于以丙酸和丁酸为底物的消化反应器,因此 DIET 菌 *Methanothrix* 能够优先利用电子还原 CO₂ 为 CH₄^[97].然而,由于乙醇型发酵产物所含的过量酸度会严重抑制 DIET 互营代谢,Li 等^[28]提出以 ES 与 FW 协同消化减轻酸度抑

制影响,发现在适宜 FW:ES 条件下富集了能够代谢复杂有机物和带有导电菌毛的菌属.

添加不同类型的导电材料将会影响 AcoD 体系产 CH₄ 性能的提升效果(表 2).Kaur 等^[101]发现添加麦秸生物炭的 AcoD 体系 CH₄ 产量提高了 24%(相比无生物炭添加),添加生物炭促进丙酸和 LCFA 的降解,同时提高了乙酸和丁酸产量.Chowdhury 等^[46]对比了添加颗粒活性炭和磁铁矿对 FW 厌氧消化的影响,证实了相比对照和磁铁矿消化反应器,添加颗

粒活性炭能够显著缩短消化延迟期,减少 VFAs 的积累,CH₄ 产率提高了 50%~80%.而 Liang 等^[11]认为相比磁铁矿和生物炭,添加零价铁的 AcoD 体系累积 CH₄ 量最高(394mL/gVS),认为零价铁是提高 AcoD 体系性能和稳定性的优选导电材料.另有研究报道石墨可作为 AcoD 体系富集 DIET 菌的导电材料,但其对消化体系 CH₄ 产率的提升效果不佳(7.5%~20%)^[102].因此颗粒活性炭和零价铁可能是目前提高 AcoD 产 CH₄ 性能的适宜导电材料.

表 2 不同导电材料对 AcoD 体系产 CH₄ 提升效果对比

导电材料	运行模式	强化产 CH ₄ 机制	AcoD 特性	CH ₄ 产量提升率(%)	文献
生物炭	批次	添加生物炭促进了丙酸和 LCFA 的降解,同时提高了产 CH ₄ 底物乙酸和丁酸的产量	添加 550℃ 麦秆生物炭的 AcoD 体系产 CH ₄ 量最高(381.9L/kgVS),VS 去除率为 41.6%.添加生物炭促进了 VFAs 降解并提高了 CH ₄ 产量,维持高 OLR 下协同消化稳定性	24	[101]
颗粒活性炭和磁铁矿	批次	颗粒活性炭 AcoD 反应器对复杂化合物的降解率最高,同时富集大量互营 LCFA β-氧化菌 (<i>Syntrophomonas</i>) 和产甲烷菌	添加颗粒活性炭显著缩短消化延迟期,减少 VFAs 的积累,提高了 CH ₄ 产率	50~80	[46]
石墨	批次	添加石墨能够有效富集 DIET 产甲烷古菌 <i>Methanosaeta</i>	<i>Clostridium</i> 菌属和基质协同消化共同提高了 AcoD 产 CH ₄ 量	7.5~19.57	[102]
石墨刷阳极和石墨棒阴极	上流式厌氧污泥床	种间互营电子传递:提高了种间 H ₂ 转移能力, <i>Geobacter</i> 种和 <i>Methanosaeta</i> / <i>Methanosarcina</i> 种间 DIET 用于促进丙酸和丁酸降解	以丙酸和丁酸为唯一碳源时,乙醇刺激厌氧消化菌群代谢并改善丙酸和丁酸的互营降解	11.7	[100]
零价铁、磁铁矿和生物炭	批次	零价铁显著提高可溶性蛋白、多糖和有机物的释放,而蛋白质和腐植酸含有的酰胺基团和细胞色素(电子穿梭体)有助于增强互营菌群间 DIET 功能	通过零价铁构建 DIET 显著促进特定细菌和产甲烷古菌间的作用,提高了 CH ₄ 产量.此外,添加零价铁增强沼渣脱水能力,降低处置成本	60	[11]
硫化微米零价铁	批次	DIET 相关微生物 <i>Syntrophomonas</i> , <i>Methanosarcina</i> 和 <i>Methanobacterium</i> 丰度明显增加	硫化微米零价铁促进特定细菌和产甲烷菌间 DIET 功能,强化协同消化产 CH ₄ 阶段,但对增溶、水解和酸化影响甚微	33~83	[103]

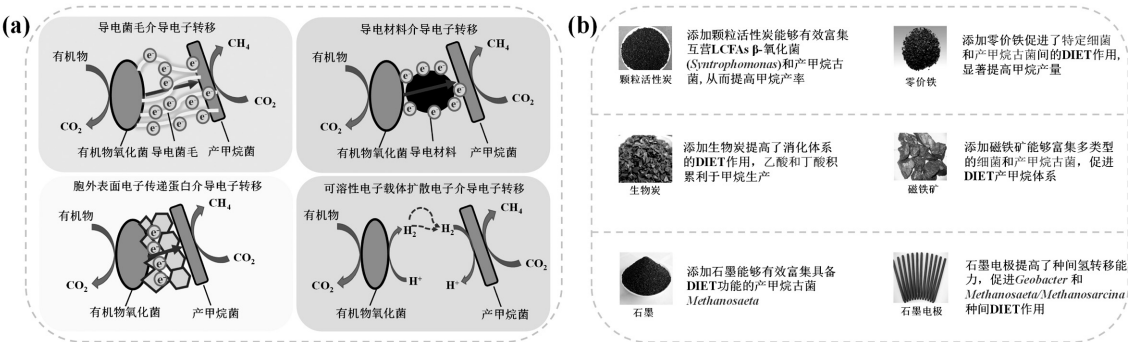


图 3 DIET 代谢机理及导电材料作用机制^[9-11,46,100-103]

Fig.3 Mechanisms of DIET and the effects of DIET with conductive materials^[9-11,46,100-103]

虽然 DIET 在 AcoD 体系批次和短期试验中,具备加速有机物降解转化、提高 CH₄ 产率、缩短启动

周期、维持稳定高效运行、提高资源回收率等优势,但缺乏工程规模应用验证.这主要是由于(1)目前对

DIET 现象的理解主要基于添加导电材料和乙醇作为底物,而其他有机物能否作为 DIET 基质仍需进一步研究;(2)相比乙醇代谢,导电材料具备更优良的 DIET 潜质,但尚未开发出适合长期运行且不与导电材料作用的高效厌氧反应器,同时反应器应满足导电材料的固定和与微生物充分接触要求;(3)缺乏 DIET 对消化系统稳定性和消化效率的长期观察,导电材料的回收率和经济性有待进一步提高。

微生物潜在的 DIET 代谢机理和不同导电材料在厌氧消化系统中 DIET 机制见图 3。

4 展望

AcoD 技术是提高厌氧消化率和稳定性的前景技术,该技术能够为厌氧微生物提供均衡的营养元素和适宜的碳氮比,并且沼渣可满足城市固体废弃物减量、生物能源回收和高值产物生产等可持续发展和循环经济要求。为进一步提升 AcoD 系统高效 CH_4 生产性能,可通过提高底物水解效率、产物高效定向转化、减轻抑制性因子影响及原位耦连其他废弃物协同消化等途径实现。

4.1 提高底物水解效率

水解是限制 AcoD 效率的主要环节,为此研究人员已开发许多底物预处理方式,同时,为了克服单一预处理的不足,进行了不同预处理方式的组合,如:热-碱联用^[63]、超声-微波联用^[54]和 CaO_2 -微波联用^[69]等。虽然预处理显著提升了底物水解速率和产酸产 CH_4 效率,但大量碱性化合物、高氨氮浓度和有毒重金属等也会进入沼渣(液),增加了后续沼渣(液)中 VFAs 分离和氮素脱除的成本,也对生物肥料的安全性进一步造成威胁。因此,开发绿色、高效和经济的底物预处理方式是 AcoD 技术应用的关键步骤。

4.2 产物高效定向转化

实际生产中通常会需要特定发酵产物,如特定的 VFAs 类型、 CH_4 或 H_2 等,然而厌氧消化很难实现发酵产物的定向转化。通过调控 AcoD 运行工况(如 HRT、OLR、pH 值和温度)^[93,104]、添加功能菌^[24]和构建 DIET 体系^[100]等途径对发酵产物进行定向选择,仍存在操作复杂、产物回收率和经济性较低等缺点。实际上,产物的定向选择主要受两方面影响:基质在 AcoD 体系中降解转化和厌氧微生物的代谢功能。研究人员通过对 FW 和 ES 的理化性质进行表征,

阐明了 FW 作为产氢产 CH_4 优选原料的机理^[25]。因此,表征 AcoD 体系在不同运行条件和环境因子作用下发酵物组成和结构特征能够明确原料在发酵体系中降解情况,为厌氧发酵的产物定向选择提供机理见解。不同的厌氧微生物功能代谢调控差异将直接影响发酵产物类型(即菌群-物质的代谢偶联作用)。而近些年迅速发展的宏基因组学、宏转录组学、蛋白组学和代谢组学技术为研究微生物群落结构、挖掘功能菌群代谢潜能、认识功能基因的表达活性和代谢功能调控、理解微生物种间相互作用提供了新视角^[7,91,105],通过多组学联用技术进一步阐明不同运行条件和环境因子下产物定向选择和调控背后的微生物学机制,为厌氧消化代谢产物的定向调控和消化性能的有效提高提供微观依据。

4.3 减轻抑制性因子影响

调控常规的运行条件(原料碳氮比、HRT 和 OLR 等)将会直接影响 AcoD 系统效能,甚至抑制厌氧消化过程,如受 VFAs 累积($>2\text{g/L}$)、高氨氮($1.5\sim 3.0\text{g/L}$)和酸性 pH 值(<5.5)等抑制因素影响^[83,106]。而 AcoD 原料 FW 中不仅含丰富的蛋白质、碳水化合物和微生物菌群,同时可能含有对 AcoD 潜在的抑制剂,如盐分、油脂、辣椒和大蒜等^[48,59,107-108]。最近的研究关注到 FW 中常见的辣椒和大蒜等物质对 AcoD 体系的抑制危害,Du 等^[107]研究表明辣椒素通过改变关键激酶或降低细胞内 NAD^+/NADH 比率诱导细胞凋亡,对水解、产酸和产 CH_4 ,尤其是乙酸营养型产甲烷有明显的抑制作用。Tao 等^[108]发现大蒜素及其降解产物显著抑制 AcoD 体系产 CH_4 ,同时促进胞内有机物、氮和磷的释放。另外,AcoD 体系中可能存在的如纳米材料、微塑料和抗生素等新兴微生物抑制性污染物,对厌氧发酵效率和稳定性提出了新的挑战^[109-110]。未来应进一步关注这些污染物对 AcoD 体系底物分解和微生物代谢影响,并考虑在发酵体系内实现协同降解和回收。

4.4 原位耦连其他废弃物协同消化

此外,为进一步提升固废处置效率和 AcoD 消化性能,在 AcoD 体系中原位耦联其他物质,如畜粪^[102]、园林废弃物^[5]、农作物秸秆^[111-112]、中草药渣^[112]、黑粪水^[113]和城市污水^[114]等,能够达到同时处理多种类型废弃物和提高能源回收的目的。Mu 等^[5]发现以 FW、ES 和园林废弃物为联合基质进行

厌氧消化能够增强消化体系微生物协同作用,3种原料混合后能够补充微量元素、提高缓冲能力和获得适宜碳氮比,相比其中两种原料协同消化,3种原料协同消化 CH_4 产量最高达 $(314.9 \pm 17.1) \text{ mL/gVS}$. Moñino 等^[114]为提高城市污水厌氧消化能源回收率,在厌氧膜生物反应器协同处理 FW 与城市污水,结果表明,相比城市污水消化,协同消化 FW 与城市污水 CH_4 产量提高了 1.9 倍.这可能是由于 FW 中富含的蛋白质、糖类等可生化性物质被降解转化为乙酸和 H_2 ,从而提升了体系 OLR 和 CH_4 产量^[115].因此,在 FW 和 ES 的 AcoD 体系中原位耦联其他废弃物具有广阔的发展应用前景,但仍需在基质预处理、物料配比和反应条件等方面进一步优化消化体系,提升消化水解效率和资源回收率.

5 结论

5.1 原料配比、碳氮比、油脂、盐分、预处理方式、搅拌、温度、pH 值、HRT 和 OLR 等因素会直接影响 AcoD 效能,其中底物预处理是提高 AcoD 效率的重要途径,因此有必要开发高效低成本的预处理方式.

5.2 构建微生物 DIET 作用是 AcoD 体系高效定向产 CH_4 的前景性技术,但需要深入评估其大规模工程应用的可行性.

5.3 表征沼渣(液)在发酵体系中转化特性有助于理解底物生物降解性和产物转化特点,利用宏基因组学、宏转录组学、蛋白组学和代谢组学等多组学联用技术能够更好地解析发酵体系中菌群-物质的代谢偶联,为定向调控微生物代谢提高发酵性能提供指导.

5.4 在 AcoD 体系构建及优化过程中可综合考虑通过原料预处理、多种类废弃物协同厌氧消化、运行条件优化(如温度、pH、HRT 和 OLR 等)与潜在 DIET 促进体系构建等,以实现产物高效定向转化.

参考文献:

[1] Xu Y, Gong H, Dai X. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge: achievements and perspectives [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2021,15(4):71-88.

[2] Jang H M, Ha J H, Kim M, et al. Effect of increased load of high-strength food wastewater in thermophilic and mesophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge on bacterial

community structure [J]. *Water Research*, 2016,99:140-148.

[3] Braguglia C M, Gallipoli A, Gianico A, et al. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review [J]. *Bioresource Technology*, 2018,248:37-56.

[4] Gong X, Wu M, Jiang Y, et al. Effects of different temperatures and pH values on volatile fatty acids production during codigestion of food waste and thermal-hydrolysed sewage sludge and subsequent volatile fatty acids for polyhydroxyalkanoates production [J]. *Bioresource Technology*, 2021,333:125149.

[5] Mu L, Zhang L, Zhu K, et al. Anaerobic co-digestion of sewage sludge, food waste and yard waste: Synergistic enhancement on process stability and biogas production [J]. *Science of The Total Environment*, 2020,704:135429.

[6] Azarmanesh R, Zonoozi M H, Ghiasinejad H. Characterization of food waste and sewage sludge mesophilic anaerobic co-digestion under different mixing ratios of primary sludge, secondary sludge and food waste [J]. *Biomass and Bioenergy*, 2020,139:105610.

[7] Wang C, Wang Y, Wang Y, et al. Genome-centric microbiome analysis reveals solid retention time (SRT)-shaped species interactions and niche differentiation in food waste and sludge co-digesters [J]. *Water Research*, 2020,181:115858.

[8] Li Q, Li H, Wang G, et al. Effects of loading rate and temperature on anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge in a high frequency feeding system, looking in particular at stability and efficiency [J]. *Bioresource Technology*, 2017,237:231-239.

[9] Wang Z, Wang T, Si B, et al. Accelerating anaerobic digestion for methane production: Potential role of direct interspecies electron transfer [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021,145:111069.

[10] Lovley D R. Syntrophy Goes Electric: Direct Interspecies Electron Transfer [J]. *Annual Review of Microbiology*, 2017,71(1):643-664.

[11] Liang J, Luo L, Li D, et al. Promoting anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste with different types of conductive materials: Performance, stability, and underlying mechanism [J]. *Bioresource Technology*, 2021,337:125384.

[12] Lee E, Oliveira D S B L, Oliveira L S B L, et al. Comparative environmental and economic life cycle assessment of high solids anaerobic co-digestion for biosolids and organic waste management [J]. *Water Research*, 2020,171:115443.

[13] Zhou M, Yan B, Wong J W C, et al. Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways [J]. *Bioresource Technology*, 2018,248:68-78.

[14] 鲁 斌,龚 凯,蒋红与,等. AnMBR 用于餐厨垃圾和剩余污泥共发酵的性能研究 [J]. *中国环境科学*, 2021,41(5):2290-2298.

Lu B, Gong K, Jiang H Y, et al. Performance of AnMBR for the co-digestion of food waste and waste activated sludge [J]. *China Environmental Science*, 2021,41(5):2290-2298.

[15] Cao S, Sun F, Lu D, et al. Characterization of the refractory dissolved organic matters (rDOM) in sludge alkaline fermentation liquid driven denitrification: Effect of HRT on their fate and transformation [J]. *Water Research*, 2019,159:135-144.

[16] Jang H M, Kim M, Ha J H, et al. Reactor performance and

- methanogenic archaea species in thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge mixed with food wastewater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015,276:20–28.
- [17] Jang H M, Cho H U, Park S K, et al. Influence of thermophilic aerobic digestion as a sludge pre-treatment and solids retention time of mesophilic anaerobic digestion on the methane production, sludge digestion and microbial communities in a sequential digestion process [J]. *Water Research*, 2014,48:1–14.
- [18] Meena R A A, Rajesh Banu J, Yakesh Kannah R, et al. Biohythane production from food processing wastes – Challenges and perspectives [J]. *Bioresource Technology*, 2020,298:122449.
- [19] Kurade M B, Saha S, Salama E, et al. Acetoclastic methanogenesis led by *Methanosarcina* in anaerobic co-digestion of fats, oil and grease for enhanced production of methane [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 272:351–359.
- [20] Karki R, Chuenchart W, Surendra K C, et al. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 330:125001.
- [21] Khatami K, Atasoy M, Ludtke M, et al. Bioconversion of food waste to volatile fatty acids: Impact of microbial community, pH and retention time [J]. *Chemosphere*, 2021,275:129981.
- [22] Jiang J, Zhang Y, Li K, et al. Volatile fatty acids production from food waste: Effects of pH, temperature, and organic loading rate [J]. *Bioresource Technology*, 2013,143:525–530.
- [23] Chen H, Meng H, Nie Z, et al. Polyhydroxyalkanoate production from fermented volatile fatty acids: Effect of pH and feeding regimes [J]. *Bioresource Technology*, 2013,128:533–538.
- [24] Chen Y, Li X, Zheng X, et al. Enhancement of propionic acid fraction in volatile fatty acids produced from sludge fermentation by the use of food waste and *Propionibacterium acidipropionici* [J]. *Water Research*, 2013,47(2):615–622.
- [25] Cheng J, Ding L, Lin R, et al. Physicochemical characterization of typical municipal solid wastes for fermentative hydrogen and methane co-production [J]. *Energy Conversion and Management*, 2016,117: 297–304.
- [26] Pan X, Zhao L, Li C, et al. Deep insights into the network of acetate metabolism in anaerobic digestion: focusing on syntrophic acetate oxidation and homoacetogenesis [J]. *Water Research*, 2021,190: 116774.
- [27] Lü F, Hao L, Guan D, et al. Synergetic stress of acids and ammonium on the shift in the methanogenic pathways during thermophilic anaerobic digestion of organics [J]. *Water Research*, 2013,47(7):2297–2306.
- [28] Li Y, Tang Y, Xiong P, et al. High-efficiency methanogenesis via kitchen wastes served as ethanol source to establish direct interspecies electron transfer during anaerobic Co-digestion with waste activated sludge [J]. *Water Research*, 2020,176:115763.
- [29] Chen X, Yuan H, Zou D, et al. Improving biomethane yield by controlling fermentation type of acidogenic phase in two-phase anaerobic co-digestion of food waste and rice straw [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015,273:254–260.
- [30] Yuan Y, Hu X, Chen H, et al. Advances in enhanced volatile fatty acid production from anaerobic fermentation of waste activated sludge [J]. *Science of The Total Environment*, 2019,694:133741.
- [31] Dinesh G K, Chauhan R, Chakma S. Influence and strategies for enhanced biohydrogen production from food waste [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018,92:807–822.
- [32] Li Z, Chen Z, Ye H, et al. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste for hydrogen and VFA production with microbial community analysis [J]. *Waste Management*, 2018,78:789–799.
- [33] Wang D, Duan Y, Yang Q, et al. Free ammonia enhances dark fermentative hydrogen production from waste activated sludge [J]. *Water Research*, 2018,133:272–281.
- [34] Cesaro A. The valorization of the anaerobic digestate from the organic fractions of municipal solid waste: Challenges and perspectives [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021,280:111742.
- [35] Guilayn F, Jimenez J, Martel J, et al. First fertilizing-value typology of digestates: A decision-making tool for regulation [J]. *Waste Management*, 2019,86:67–79.
- [36] Tampio E, Ervasti S, Rintala J. Characteristics and agronomic usability of digestates from laboratory digesters treating food waste and autoclaved food waste [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 94:86–92.
- [37] Grigatti M, Barbanti L, Hassan M U, et al. Fertilizing potential and CO₂ emissions following the utilization of fresh and composted food-waste anaerobic digestates [J]. *Science of The Total Environment*, 2020,698:134198.
- [38] Ma Y, Yin Y, Liu Y. New insights into co-digestion of activated sludge and food waste: Biogas versus biofertilizer [J]. *Bioresource Technology*, 2017,241:448–453.
- [39] Cao J, Wu Y, Zhao J, et al. Phosphorus recovery as vivianite from waste activated sludge via optimizing iron source and pH value during anaerobic fermentation [J]. *Bioresource Technology*, 2019,293: 122088.
- [40] Wu Y, Cao J, Zhang Q, et al. Continuous waste activated sludge and food waste co-fermentation for synchronously recovering vivianite and volatile fatty acids at different sludge retention times: Performance and microbial response [J]. *Bioresource Technology*, 2020,313: 123610.
- [41] Wu Y, Cao J, Zhang T, et al. A novel approach of synchronously recovering phosphorus as vivianite and volatile fatty acids during waste activated sludge and food waste co-fermentation: Performance and mechanisms [J]. *Bioresource Technology*, 2020,305:123078.
- [42] Cheng H, Li Y, Guo G, et al. Advanced methanogenic performance and fouling mechanism investigation of a high-solid anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for the co-digestion of food waste and sewage sludge [J]. *Water Research*, 2020,187:116436.
- [43] Prabhu M S, Mutnuri S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste [J]. *Waste Management & Research*, 2016,34(4):307–315.
- [44] Pan Y, Zhi Z, Zhen G, et al. Synergistic effect and biodegradation kinetics of sewage sludge and food waste mesophilic anaerobic co-digestion and the underlying stimulation mechanisms [J]. *Fuel*, 2019,253:40–49.
- [45] Hagos K, Zong J, Li D, et al. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2017,76:1485–1496.

- [46] Chowdhury B, Lin L, Dhar B R, et al. Enhanced biomethane recovery from fat, oil, and grease through co-digestion with food waste and addition of conductive materials [J]. *Chemosphere*, 2019,236:124362.
- [47] Campuzano R, González-Martínez S. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review [J]. *Waste Management*, 2016,54:3–12.
- [48] Elsamadony M, Mostafa A, Fujii M, et al. Advances towards understanding long chain fatty acids-induced inhibition and overcoming strategies for efficient anaerobic digestion process [J]. *Water Research*, 2021,190:116732.
- [49] Jiang J, Li L, Cui M, et al. Anaerobic digestion of kitchen waste: the effects of source, concentration, and temperature [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2018,135:91–97.
- [50] Mehariya S, Patel A K, Obulisamy P K, et al. Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective [J]. *Bioresource Technology*, 2018,265:519–531.
- [51] Elsamadony M, Tawfik A. Dry anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal waste with paperboard mill sludge and gelatin solid waste for enhancement of hydrogen production. [J]. *Bioresource Technology*, 2015,191:157–165.
- [52] Pang H, Chen Y, He J, et al. Cation exchange resin-induced hydrolysis for improving biodegradability of waste activated sludge: Characterization of dissolved organic matters and microbial community [J]. *Bioresource Technology*, 2020,302:122870.
- [53] Pang H, Li L, He J, et al. New insight into enhanced production of short-chain fatty acids from waste activated sludge by cation exchange resin-induced hydrolysis [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 388:124235.
- [54] Yue L, Cheng J, Tang S, et al. Ultrasound and microwave pretreatments promote methane production potential and energy conversion during anaerobic digestion of lipid and food wastes [J]. *Energy*, 2021,228:120525.
- [55] Dai X, Duan N, Dong B, et al. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance [J]. *Waste Management*, 2013,33(2):308–316.
- [56] Zhao J, Liu Y, Wang D, et al. Potential impact of salinity on methane production from food waste anaerobic digestion [J]. *Waste Management*, 2017,67:308–314.
- [57] Ye C, Cheng J J, Creamer K S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review [J]. *Bioresour Technol*, 2008,99(10):4044–4064.
- [58] Sarkar O, Kiran Katari J, Chatterjee S, et al. Salinity induced acidogenic fermentation of food waste regulates biohydrogen production and volatile fatty acids profile [J]. *Fuel*, 2020,276:117794.
- [59] Li X, Sadiq S, Zhang W, et al. Salinity enhances high optically active L-lactate production from co-fermentation of food waste and waste activated sludge: Unveiling the response of microbial community shift and functional profiling [J]. *Bioresource Technology*, 2021,319: 124124.
- [60] Kim D H, Kim S H, Shin H S. Sodium inhibition of fermentative hydrogen production [J]. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2009,34(8):3295–3304.
- [61] Yin Y, Liu Y, Meng S, et al. Enzymatic pretreatment of activated sludge, food waste and their mixture for enhanced bioenergy recovery and waste volume reduction via anaerobic digestion [J]. *Applied Energy*, 2016,179:1131–1137.
- [62] Li J, Zhang W, Li X, et al. Production of lactic acid from thermal pretreated food waste through the fermentation of waste activated sludge: Effects of substrate and thermal pretreatment temperature [J]. *Bioresource Technology*, 2018,247:890–896.
- [63] 宋青青,任宏宇,孔凡英,等.不同预处理方法促进剩余污泥发酵制氢研究进展 [J]. *中国环境科学*, 2021,41(10):4736–4744.
- Song Q Q, Ren H Y, Kong F Y, et al. Research progress on enhanced hydrogen production from waste sludge by different pretreatment methods [J]. *China Environmental Science*, 2021,41(10):4736–4744.
- [64] Devlin D C, Esteves S R R, Dinsdale R M, et al. The effect of acid pretreatment on the anaerobic digestion and dewatering of waste activated sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2011,102(5):4076–4082.
- [65] Wu L, Zhang C, Hu H, et al. Phosphorus and short-chain fatty acids recovery from waste activated sludge by anaerobic fermentation: Effect of acid or alkali pretreatment [J]. *Bioresource Technology*, 2017,240:192–196.
- [66] Saha S, Jeon B, Kurade M B, et al. Optimization of dilute acetic acid pretreatment of mixed fruit waste for increased methane production [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018,190:411–421.
- [67] Cao S, Qian T, Zhou Y. New insights on the sludge fermentation liquid driven denitrification: Evaluation of the system performance and effluent organic matter (EfOM) [J]. *Bioresource Technology*, 2019,289:121621.
- [68] Elalami D, Monlau F, Carrere H, et al. Effect of coupling alkaline pretreatment and sewage sludge co-digestion on methane production and fertilizer potential of digestate [J]. *Science of The Total Environment*, 2020,743:140670.
- [69] Wang J, Li Y. Synergistic pretreatment of waste activated sludge using CaO_2 in combination with microwave irradiation to enhance methane production during anaerobic digestion [J]. *Applied Energy*, 2016,183: 1123–1132.
- [70] Wang D, He D, Liu X, et al. The underlying mechanism of calcium peroxide pretreatment enhancing methane production from anaerobic digestion of waste activated sludge [J]. *Water Research*, 2019,164: 114934.
- [71] Ma J, Mu L, Zhang Z, et al. Influence of thermal assistance on the biodegradation of organics during food waste bio-drying: Microbial stimulation and energy assessment [J]. *Chemosphere*, 2021,272: 129875.
- [72] Toutian V, Barjenbruch M, Loderer C, et al. Pilot study of thermal alkaline pretreatment of waste activated sludge: Seasonal effects on anaerobic digestion and impact on dewaterability and refractory COD [J]. *Water Research*, 2020,182:115910.
- [73] Veluchamy C, Kalamdhad A S. Influence of pretreatment techniques on anaerobic digestion of pulp and paper mill sludge: A review [J]. *Bioresource Technology*, 2017,245:1206–1219.
- [74] Liu J, Zhao M, Lv C, et al. The effect of microwave pretreatment on anaerobic co-digestion of sludge and food waste: Performance, kinetics and energy recovery [J]. *Environmental Research*, 2020,189:

- 109856.
- [75] Zou L, Wan Y, Zhang S, et al. Valorization of food waste to multiple bio-energies based on enzymatic pretreatment: A critical review and blueprint for the future [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020,277: 124091.
- [76] Ma Y, Cai W, Liu Y. An integrated engineering system for maximizing bioenergy production from food waste [J]. *Applied Energy*, 2017,206:83–89.
- [77] Ma Y, Liu Y. Turning food waste to energy and resources towards a great environmental and economic sustainability: An innovative integrated biological approach [J]. *Biotechnology Advances*, 2019,37 (7):107414.
- [78] Kariyama I D, Zhai X, Wu B. Influence of mixing on anaerobic digestion efficiency in stirred tank digesters: A review [J]. *Water Research*, 2018,143:503–517.
- [79] Lindmark J, Thorin E, Bel Fdhila R, et al. Effects of mixing on the result of anaerobic digestion: Review [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2014,40:1030–1047.
- [80] Zhang J, Mao L, Nithya K, et al. Optimizing mixing strategy to improve the performance of an anaerobic digestion waste-to-energy system for energy recovery from food waste [J]. *Applied Energy*, 2019, 249:28–36.
- [81] Wang Y, Zhang J, Sun Y, et al. Effects of intermittent mixing mode on solid state anaerobic digestion of agricultural wastes [J]. *Chemosphere*, 2020,248:126055.
- [82] Zhang J, Qi Q, Mao L, et al. Mixing strategies – Activated carbon nexus: Rapid start-up of thermophilic anaerobic digestion with the mesophilic anaerobic sludge as inoculum [J]. *Bioresource Technology*, 2020,310:123401.
- [83] Ge H, Jensen P D, Batstone D J. Temperature phased anaerobic digestion increases apparent hydrolysis rate for waste activated sludge [J]. *Water Research*, 2011,45(4):1597–1606.
- [84] Fernández-Domínguez D, Astals S, Peces M, et al. Volatile fatty acids production from biowaste at mechanical-biological treatment plants: Focusing on fermentation temperature [J]. *Bioresource Technology*, 2020,314:123729.
- [85] Cavinato C, Da Ros C, Pavan P, et al. Influence of temperature and hydraulic retention on the production of volatile fatty acids during anaerobic fermentation of cow manure and maize silage [J]. *Bioresource Technology*, 2017,223:59–64.
- [86] Arelli V, Mamindlapelli N K, Begum S, et al. Solid state anaerobic digestion of food waste and sewage sludge: Impact of mixing ratios and temperature on microbial diversity, reactor stability and methane yield [J]. *Science of The Total Environment*, 2021,793:148586.
- [87] Lindner J, Zielonka S, Oechsner H, et al. Effect of different pH-values on process parameters in two-phase anaerobic digestion of high-solid substrates [J]. *Environmental Technology*, 2015,36(2):198–207.
- [88] Wu Q, Guo W, Zheng H, et al. Enhancement of volatile fatty acid production by co-fermentation of food waste and excess sludge without pH control: The mechanism and microbial community analyses [J]. *Bioresource Technology*, 2016,216:653–660.
- [89] Angeriz-Campoy R, Álvarez-Gallego C J, Romero-García L I. Thermophilic anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) with food waste (FW): Enhancement of bio-hydrogen production [J]. *Bioresource Technology*, 2015,194:291–296.
- [90] Li X, Chen Y, Zhao S, et al. Efficient production of optically pure L-lactic acid from food waste at ambient temperature by regulating key enzyme activity [J]. *Water Research*, 2015,70:148–157.
- [91] Wang Y, Wang C, Wang Y, et al. Investigation on the anaerobic co-digestion of food waste with sewage sludge [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2017,101(20):7755–7766.
- [92] Fernando-Foncillas C, Varrone C. Effect of reactor operating conditions on carboxylate production and chain elongation from co-fermented sludge and food waste [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021,292:126009.
- [93] De Groof V, Coma M, Arnot T, et al. Selecting fermentation products for food waste valorisation with HRT and OLR as the key operational parameters [J]. *Waste Management*, 2021,127:80–89.
- [94] Li L, He Q, Ma Y, et al. Dynamics of microbial community in a mesophilic anaerobic digester treating food waste: Relationship between community structure and process stability [J]. *Bioresource Technology*, 2015,189:113–120.
- [95] Abbas Y, Yun S, Wang Z, et al. Recent advances in bio-based carbon materials for anaerobic digestion: A review [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021,135:110378.
- [96] Kumar M, Dutta S, You S, et al. A critical review on biochar for enhancing biogas production from anaerobic digestion of food waste and sludge [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021,305:127143.
- [97] Zhao Z, Wang J, Li Y, et al. Why do DIETers like drinking: Metagenomic analysis for methane and energy metabolism during anaerobic digestion with ethanol [J]. *Water Research*, 2020,171: 115425.
- [98] Morita M, Malvankar N S, Franks A E, et al. Potential for direct interspecies electron transfer in methanogenic wastewater digester aggregates [J]. *mBio*, 2011,2(4):111–159.
- [99] Rotaru A, Shrestha P M, Liu F, et al. A new model for electron flow during anaerobic digestion: direct interspecies electron transfer to *Methanosaeta* for the reduction of carbon dioxide to methane [J]. *Energy & Environmental Science*, 2014,7(1):408–415.
- [100] Zhao Z, Zhang Y, Yu Q, et al. Communities stimulated with ethanol to perform direct interspecies electron transfer for syntrophic metabolism of propionate and butyrate [J]. *Water Research*, 2016,102:475–484.
- [101] Kaur G, Johnravindar D, Wong J W C. Enhanced volatile fatty acid degradation and methane production efficiency by biochar addition in food waste-sludge co-digestion: A step towards increased organic loading efficiency in co-digestion [J]. *Bioresource Technology*, 2020,308:123250.
- [102] Muratçobanoğlu H, Gökçek Ö B, Mert R A, et al. Simultaneous synergistic effects of graphite addition and co-digestion of food waste and cow manure: Biogas production and microbial community [J]. *Bioresource Technology*, 2020,309:123365.
- [103] Chen S, Tao Z, Yao F, et al. Enhanced anaerobic co-digestion of waste activated sludge and food waste by sulfidated microscale zerovalent iron: Insights in direct interspecies electron transfer mechanism [J]. *Bioresource Technology*, 2020,316:123901.
- [104] Zhang W, Li X, Zhang T, et al. High-rate lactic acid production from

- food waste and waste activated sludge via interactive control of pH adjustment and fermentation temperature [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017,328:197–206.
- [105] Duan X, Chen Y, Feng L, et al. Metagenomic analysis reveals nonylphenol-shaped acidification and methanogenesis during sludge anaerobic digestion [J]. *Water Research*, 2021,196:117004.
- [106] Ariunbaatar J, Scotto Di Perta E, Panico A, et al. Effect of ammoniacal nitrogen on one-stage and two-stage anaerobic digestion of food waste [J]. *Waste Management*, 2015,38:388–398.
- [107] Du M, Liu X, Wang D, et al. Understanding the fate and impact of capsaicin in anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge [J]. *Water Research*, 2021,188:116539.
- [108] Tao Z, Chen C, Yang Q, et al. Understanding the impact of allicin for organic matter release and microorganism community in anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge [J]. *Science of The Total Environment*, 2021,776:145598.
- [109] Shin J, Rhee C, Shin J, et al. Determining the composition of bacterial community and relative abundance of specific antibiotics resistance genes via thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2020,311:123510.
- [110] Feng Y, Duan J, Sun X, et al. Insights on the inhibition of anaerobic digestion performances under short-term exposure of metal-doped nanoplastics via *Methanosarcina acetivorans* [J]. *Environmental Pollution*, 2021,275:115755.
- [111] 李金平,崔维栋,黄娟娟,等.多元混合物料协同促进厌氧消化产甲烷性能试验研究 [J]. *中国环境科学*, 2018,38(3):1024–1032.
- Li J P, Cui W D, Huang J J, et al. Synergistic effect of multiple raw materials anaerobic digestion on methane production performances [J]. *China Environmental Science*, 2018,38(3):1024–1032.
- [112] Zhou Y, Selvam A, Wong J W C. Chinese medicinal herbal residues as a bulking agent for food waste composting [J]. *Bioresource Technology*, 2018,249:182–188.
- [113] Zhang L, Guo B, Zhang Q, et al. Co-digestion of blackwater with kitchen organic waste: Effects of mixing ratios and insights into microbial community [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019,236:117703.
- [114] Monino P, Aguado D, Barat R, et al. A new strategy to maximize organic matter valorization in municipalities: Combination of urban wastewater with kitchen food waste and its treatment with AnMBR technology [J]. *Waste Management*, 2017,62:274–289.
- [115] Zan F, Dai J, Jiang F, et al. Ground food waste discharge to sewer enhances methane gas emission: A lab-scale investigation [J]. *Water Research*, 2020,174:115616.

作者简介: 张星星(1995-),男,江苏连云港人,华东师范大学博士研究生,主要从事固体废物污染控制与资源化技术研究.发表论文 10 余篇。